中国生态农业学报 2017 年 2 月 第 25 卷 第 2 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Feb. 2017, 25(2): 267−275

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.160678

栗方亮, 王煌平, 张青, 王利民, 安梦鱼, 罗涛. 室内恒温条件下稻田土壤中菌渣的分解过程及CO_2释放特征[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(2): 267−275

Li F L, Wang H P, Zhang Q, Wang L M, An M Y, Luo T. Decomposition process and CO_2 release characteristics of spent mushroom substrate in paddy soils[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(2): 267−275

室内恒温条件下稻田土壤中菌渣的分解过程及CO_2释放特征*

栗方亮[1,2], 王煌平[1], 张 青[1], 王利民[1], 安梦鱼[1,3], 罗 涛[1**]

(1. 福建省农业科学院土壤肥料研究所 福州 350013; 2. 中国科学院南京土壤研究所土壤与农业可持续发展国家重点实验室 南京 210008; 3. 福建农林大学资源与环境学院 福州 350002)

摘 要: 菌渣是栽培食用菌后的下脚料, 可作为有机肥再利用。本文通过实验室条件下培养不同比例的菌渣和稻田土壤混合物[不施用菌渣(TS), 土壤与菌渣质量比为 10∶1(SM1)、5∶1(SM2)和 2∶1(SM3), 全部菌渣(TM)], 研究不同处理有机碳和全氮的变化, 探讨菌渣在稻田土壤中的分解过程, 并分析 CO_2 释放特征, 为菌渣合理利用提供参考。结果表明, 在相同培养时间, 添加不同比例菌渣处理有机碳和氮含量均比 TS 处理高, 其中 TM 处理的有机碳和全氮分别比 TS 处理提高了 10.7 倍和 11.0 倍。有机碳、氮含量的提高量主要依赖于菌渣的添加量。总体来说, 各处理随培养时间的延长, 由于碳氮的分解, 有机碳、氮均有下降趋势; 在 35 d 后 TM 处理有机碳氮下降较快。添加菌渣越多, 有机碳残留率也越大。在培养 63 d 后, 菌渣有机碳(Y_C)和氮(Y_N)的分解残留率与菌渣添加量(X)的关系式分别为: Y_C=71.26X−0.607 5, r^2=1.000 0** 和 Y_N=74.039X−0.413 3, r^2=0.999 9**。各处理土壤 CO_2 释放速率均表现出先增后降然后趋于稳定趋势。菌渣用量越高, CO_2 释放速率越高, 各处理在不同培养时间 CO_2 释放速率均表现为 TM>SM3>SM2>SM1>TS。在第 7 d 时各处理 CO_2 释放速率最高, 在第 14 d 时渐渐处于平稳下降状态, 培养 35 d 后, 各处理土壤有机碳矿化强度很小, 大部分有机碳被固定在土壤中, 其中 TM 处理有机碳矿化强度最小。总之, 还田菌渣越多, 土壤中被固定的碳越多。

关键词: 菌渣; 稻田土壤; 有机碳; 全氮; 分解过程; CO_2 释放
中图分类号: S158.2 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2017)02-0267-09

Decomposition process and CO_2 release characteristics of spent mushroom substrate in paddy soils*

LI Fangliang[1,2], WANG Huangping[1], ZHANG Qing[1], WANG Limin[1], AN Mengyu[1,3], LUO Tao[1**]

(1. Institute of Soil and Fertilizer, Fujian Academy of Agricultural Sciences, Fuzhou 350013, China; 2. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. College of Resources and Environmental Sciences, Fujian Agriculture and Forestry University, Fuzhou 350002, China)

Abstract: Spent mushroom substrate (SMS), leftovers after cultivation of mushroom, could serve as an organic fertilizer. In

* 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所)开放基金(Y412201437)、福建省属公益类基本科研专项(2015R1022-8)和“十二五”国家科技支撑计划(2012BAD14B15)资助
** 通讯作者: 罗涛, 主要从事农业环境研究。E-mail: luotaofjfz@188.com
栗方亮, 主要从事农业环境与土壤生态研究。E-mail: lifl007@qq.com
收稿日期: 2016-08-03 接受日期: 2016-10-09

* Supported by the Open Foundation of State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (Y412201437); the Basic Scientific Research Projects for Public Welfare of Fujian Province (2015R1022-8); and the National Key Technologies R&D Program of China (2012BAD14B15)
** Corresponding author, E-mail: luotaofjfz@188.com
Received Aug. 3, 2016; accepted Oct. 9, 2016

this study, different proportions of SMS were mixed into paddy rice soils under laboratory conditions to study the relationship between application of SMS and soil organic carbon decomposition, and further provide reference for the rational utilization of SMS for sustainable agricultural development. The study consisted of 5 treatments — no SMS application (TS), SMS mix with paddy rice soil at 10∶1 (SM1), SMS mix with paddy rice soil at 5∶1 (SM2), SMS mix with paddy rice soil at 2∶1 (SM3) and sole SMS medium (TM). Then changes in soil organic carbon and nitrogen, decomposition process of organic carbon in soils and CO_2 release characteristics in each treatment were determined. The results showed that soil organic carbon and total nitrogen contents under different proportions of SMS treatments were significantly higher than those under TS treatment for the same incubation time. Increase in organic carbon and total nitrogen contents mainly depended on the amount of SMS added to the soil. TM treatment showed the most obvious effect, which increased soil organic carbon and total nitrogen contents by 10.7 and 11.0 times, respectively. With increasing duration of incubation time, soil organic carbon and nitrogen decreased with the decomposition of carbon and nitrogen in all the treatments. Also organic carbon and nitrogen decreased relatively quickly under TM treatment after 35 d. The more SMS supply, the greater was the residue rate. After 63 d of cultivation, the relationships between the residue rates of organic carbon (Y_C) and nitrogen (Y_N) with the amount of SMS (X) were as follows: $Y_C = 71.26X - 0.607\,5$ ($r^2 = 1.000\,0^{**}$) and $Y_N = 74.039X - 0.413\,3$ ($r^2 = 0.999\,9^{**}$). The release rates of CO_2 in all the treatments increased initially and then decreased before stabilization. The higher the amount of SMS, the higher was the release rate of CO_2. On the 7th d after cultivation, the release rate of CO_2 was highest in each treatment. After 14 d of cultivation, the release rate of CO_2 in each treatment gradually decreased at a steady state. The order of the release rate of CO_2 during the culturing period was TM > SM3 > SM2 > SM1 > TS. The cumulative release of CO_2 showed a rapid growth in the early and slowed growth in the late periods. Mineralization intensity of soil organic carbon was very small after 35 d of cultivation and most of the organic carbon was fixed in the soil. In all the treatments, TM showed the lowest organic carbon mineralization intensity, indicating that SMS was beneficial for soil carbon sequestration.
Keywords: Spent mushroom substrate (SMS); Paddy rice soil; Organic carbon; Total nitrogen; Decomposition process; CO_2 release

我国是食用菌的主产国，每年因此产生的菌渣数量巨大[1]。菌渣是栽培食用菌后的下脚料[2-3]，含有丰富的纤维素、木质素、维生素、抗生素、矿质元素和其他生物活性物质等[2,4]，可作为有机肥料或土壤改良剂还田再利用，还可用于植物激素提取、动物饲料、能源原料[3,5-6]、作物育苗和生长基质等[7-9]。有关菌渣还田方面的研究主要以施用菌渣后植物生理指标变化为主，如已有研究表明，施用菌渣可提高菠萝[*Ananas comosus* (Linn.) Merr.]叶长、叶片数、叶面积、株高等生理指标[6]。姬松茸(*Agaricus blazei* Murr.)和香菇[*Lentinus edodes* (Berk.) sing]菌渣可以促进莴苣(*Lactuca sativa* L.)生长和土壤修复[10]，40%的菌渣用量对甜瓜(*Cucumis melo* L.)幼苗生长最好[11]。菌渣的施用还可提高土壤微生物生物量碳和葡萄糖的含量[12-13]，提高微生物的多样性和酶活性[11]，在一定程度上可改变土壤团聚体分布[14]。而对于菌渣的分解特征方面则研究的较少。

土壤 CO_2 的释放是生态系统碳收支的重要组成部分之一[15-16]。施用有机物料能够促进土壤 CO_2 排放[17-21]。土壤 CO_2 的释放随着土壤有机碳的增加而增加[22-24]。菌渣等有机物料还田后，一部分作为土壤有机碳的来源被土壤固定下来，另一部分被固定的碳通过微生物的周转，又被以 CO_2 形式释放到大气中[25]。Medina 等[26]发现施用菌渣增加了土壤呼吸速率和磷酸酶活性。也有研究表明菌渣的施用并没有显著提高土壤 CO_2 释放[13,16]，可能由于土壤呼吸受土壤类型、湿度、温度等限制[27]，因此还需要进一步深入研究。

土壤有机质是平衡施肥的一个重要指标，其形成量不仅取决于进入土壤的有机肥料数量，还取决于其腐解残留率的大小[28]。摸清菌渣的分解规律，对科学地补偿和更新土壤有机质，制定合理的菌渣培肥措施具有一定的理论和实际意义。尽管施用有机肥可以显著增加 CO_2 的排放量[17-18,29]，但不同有机物料中碳的转化特征不同。而对于菌渣在稻田土壤中的施用效果及分解过程、菌渣的施用量与土壤呼吸的关系及 CO_2 释放特征，目前仍然研究得较少。本文即利用稻田施用菌渣定位试验基地为依据，在实验室条件下探索菌渣在土壤中的分解过程及 CO_2 释放特征，弄清菌渣施用量与土壤有机碳分解过程的定量关系，以期为土壤有机碳循环和 CO_2 源汇特征的理论奠定基础，为科学施用菌渣提供理论依据，对土壤与农业的可持续发展具有一定的意义。

1 材料与方法

1.1 采样区自然概况

采集的水稻土来自菌渣肥施用长期定位观测站，该站位于福建省龙海市角美台商投资区龙江村(117°53′46″E, 24°34′16″N)。于 2007 年开始种植双季

稻，水稻品种为杂交水稻‘丰两优 1 号’。试验初始时土壤基础化学性状为：pH 6.07，有机碳 9.66 g·kg^{-1}，全氮 2.70 g·kg^{-1}，碱解氮 101.2 mg·kg^{-1}，有效磷 35.42 mg·kg^{-1}，速效钾 99.03 mg·kg^{-1}。

供试菌渣来自当地双孢蘑菇栽培户，经过预处理粉碎测定其有机碳、全氮、全磷和全钾含量为 398.45 g·kg^{-1}、18.8 g·kg^{-1}、4.61 g·kg^{-1} 和 6.37 g·kg^{-1}，碳氮比为 33.2。

1.2　试验设计与样品采集

试验共设计 5 个处理。处理 1：不施用蘑菇菌渣(TS)，全部为水稻土；处理 2：按土壤∶蘑菇菌渣=10∶1(SM1)的质量比在水稻土加入蘑菇菌渣；处理 3：按土壤∶蘑菇菌渣=5∶1(SM2)的质量比在水稻土加入蘑菇菌渣；处理 4：按土壤∶蘑菇菌渣=2∶1(SM3)质量比在水稻土加入蘑菇菌渣；处理 5：全部菌渣(TM)，处理全部为蘑菇菌渣，3 次重复。

分别称取以上比例过 2 mm 筛的水稻土和菌渣，充分混匀，每处理合计共 200 g，置于 1 000 mL 塑料瓶中，调节土壤水分为田间饱和持水量的 70%，预培养 7 d，预培养环境同培养条件，目的是使土壤微生物活化。塑料瓶用保鲜膜封口以保持水分不致快速蒸发，并针扎若干小孔以保证通气，然后置于 25 ℃的恒温培养箱中培养，培养期间定期补水以维持试验设定的水分含量。在培养过程中的第 7 d、21 d、35 d、49 d、63 d 取样，取样时先将塑料瓶内土渣样品充分混匀，取样量约 30 g，样品于 4 ℃下冷藏保存，并尽快进行相关指标的分析测定，3 次重复。

另分别称取以上比例过 2 mm 筛的水稻土和菌渣混合物，每处理 50 g，置于 1 000 mL 培养瓶中平铺于瓶底部，调节土壤含水量为土壤最大持水量的 70%。预培养 7 d 后，将盛有 5 mL 0.6 mol·L^{-1} NaOH 溶液的特制容量瓶小心地置于培养瓶内，将培养瓶加盖密封，于(28±1) ℃的恒温箱中培养。在培养的第 1 d、3 d、7 d、14 d、21 d、28 d、35 d 取出容量瓶，洗至锥形瓶中，加入 1 mol·L^{-1} $BaCl_2$ 溶液 2 mL，加两滴酚酞指示剂，用标准酸滴定至红色消失，计算 CO_2 的释放量[30]，3 次重复。

1.3　测定方法

土壤碳、氮的测定：取样土壤烘干称重后磨细过 100 目筛，进行土壤碳、氮含量的测定。有机碳用 H_2SO_4-K_2CrO_7 外加热法测定，全氮用凯氏法测定[31]。

1.4　数据处理与统计分析

有机物料菌渣有机碳和氮的分解残留率计算公式为：

$$r_C=(g_{1C}/g_C-g_{2C}/g_C)\times 100\% \quad (1)$$

$$r_N=(g_{1N}/g_N-g_{2N}/g_N)\times 100\% \quad (2)$$

式中：r_C和r_N分别表示有机碳和有机氮残留率，g_{1C}和g_{1N}分别表示物料菌渣加土经一定时间分解后的碳和氮含量，g_{2C}和g_{2N}分别表示对照土壤经一定时间分解后的碳、氮含量，g_C和g_N分别表示加入的物料菌渣的碳、氮含量[32-33]。

土壤CO_2释放速率[mg(C)·kg^{-1}·d^{-1}]为单位质量土壤(干土)单位时间内矿化释放的碳量(CO_2-C)。土壤CO_2累积释放量[mg(C)·kg^{-1}]为单位质量土壤(干土)在某段培养期内土壤矿化释放的总碳量(CO_2-C)。土壤有机碳矿化强度(矿化率)为在一定时间内土壤CO_2累积释放量与土壤有机碳含量的比值。

由于在培养期间供试土壤的有机碳、氮也发生分解，添加的菌渣质量则因矿化分解而下降，因此在计算中均进行了校正(减去了对照土壤)。

采用Microsoft Excel软件进行数据整理，采用SPSS 16.0和DPS (v3.01专业版)软件相结合进行统计分析。

2　结果与分析

2.1　添加不同比例菌渣后土壤有机碳含量

从图 1 可见，在同一时间，添加不同比例菌渣后均能提高土壤有机碳的含量，且添加菌渣越多，

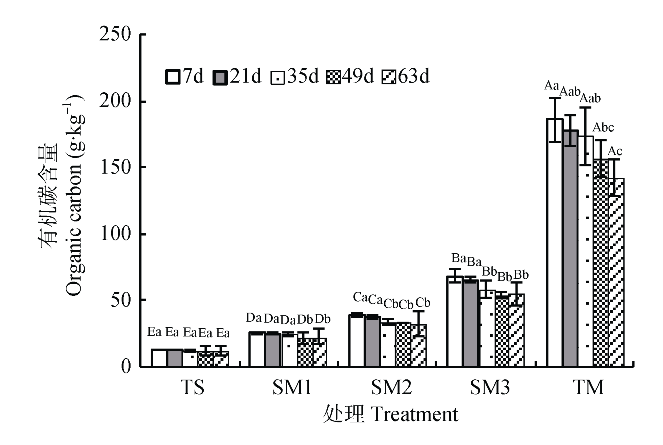


图 1　添加不同比例菌渣后不同时间水稻土有机碳含量的变化

Fig. 1　Changes of organic carbon contents in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣；SM1：水稻土∶蘑菇菌渣=10∶1；SM2：水稻土∶蘑菇菌渣=5∶1；SM3：水稻土∶蘑菇菌渣=2∶1；TM：全部为蘑菇菌渣。不同小写字母和大写字母分别表示同一处理不同时间段间和同一时间段不同处理间差异达显著水平($P<0.05$)。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10∶1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5∶1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2∶1; TM: all is spent mushroom substrate. Different small letters and capital letters indicate significant difference among different times for the same treatment and different treatments at the same time, respectively, at 0.05 level.

土壤有机碳含量越高，土壤有机碳大小具体表现为：TM>SM3>SM2>SM1>TS，有机碳含量的提高量主要依赖于菌渣的添加量，且在同一时间，不同处理间土壤有机碳含量均达到显著水平。

在培养 63 d 后，不同比例菌渣 SM1、SM2 和 SM3 处理土壤有机碳分别比不施蘑菇菌渣 TS 处理提高 86.7%、171.4%和 351.4%，而全部菌渣处理 TM 有机碳比 TS 处理提高了 10.7 倍。

在 35 d 之后, TM 处理有机碳下降相对较快，如 49 d 比 35 d 下降 9.8%，差异显著。总体来说，添加不同比例菌渣后，随着培养时间的延长，土壤有机碳有下降趋势，但差异不太明显(TM 处理除外)，主要是由于碳的分解比较缓慢。

2.2　添加不同比例菌渣后有机碳分解残留率

如图 2 所示，在同一培养时间，添加菌渣越多，土壤有机碳残留率越高，土壤有机碳残留率具体表现为：TM>SM3>SM2>SM1>TS，且在同一时间，不同处理间有机碳残留率均达到显著差异。

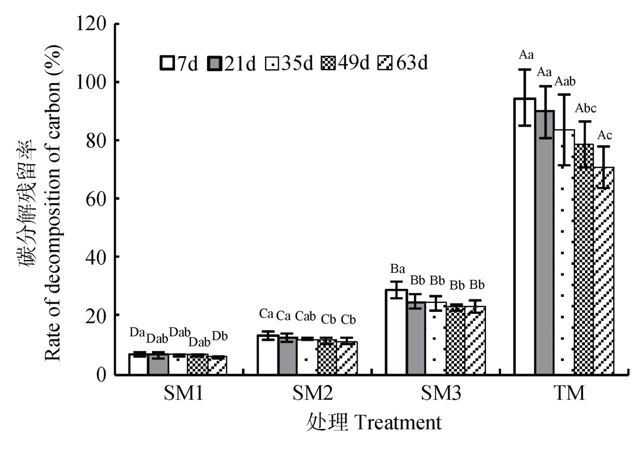


图 2　添加不同比例菌渣后不同时间水稻土碳的分解残留率的变化

Fig. 2　Changes of decomposition rates of carbon in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣；SM1：水稻土：蘑菇菌渣=10：1；SM2：水稻土：蘑菇菌渣=5：1；SM3：水稻土：蘑菇菌渣=2：1；TM：全部为蘑菇菌渣。不同小写字母和大写字母分别表示同一处理不同时间段间和同一时间段不同处理间差异达显著水平(P<0.05)。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10∶1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5∶1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2∶1; TM: all is spent mushroom substrate. Different small letters and capital letters indicate significant difference among different times for the same treatment and different treatments at the same time, respectively, at 0.05 level.

添加不同比例菌渣后，经过 63 d 的培养，不同处理中有机碳的分解是先经历相对快速分解的阶段，之后进入相对缓慢分解阶段(图 2)。添加菌渣越多，有机碳分解残留率也越大。在培养第 7 d 时，SM1、SM2、SM3 和 TM 处理的有机碳分解残留率分别为 7.09%、13.39%、28.76%和 94.33%，在培养第 63 d 时，SM1、SM2、SM3 和 TM 处理的有机碳分解残留率分别为 5.73%、11.34%、23.25%和 70.62%。在 63 d 的培养后，不同比例菌渣有机碳分解残留率与菌渣添加量呈极显著正相关(Y_C=71.26X–0.607 5, r^2=1.0**)。

2.3　添加不同比例菌渣后土壤全氮含量

土壤全氮含量通常用于衡量土壤氮素的基础肥力，可反映土壤氮素的储备情况。从图 3 可见，在同一时间，添加不同比例菌渣后均能提高土壤全氮的含量，且添加菌渣越多，土壤全氮含量越高，土壤全氮大小具体表现为：TM>SM3>SM2>SM1>TS，氮含量的提高量主要依赖于菌渣的添加量，且在同一时间，不同处理间全氮含量均达到显著水平。

在培养 63 d 后，SM1、SM2 和 SM3 处理的土壤全氮量分别比 TS 处理提高 95.3%、186.7%和 362.4%(图 3)，而 TM 处理的土壤全氮量比 TS 处理提高 11 倍。总体表现为，添加菌渣后，随着培养时间的延长，各处理土壤全氮有下降趋势，但差异不太明显，主要是由于氮的分解比较缓慢；TM 处理在 35 d 之后则土壤全氮下降相对较快，如 49 d 比 35 d 下降 10.9%，差异显著。

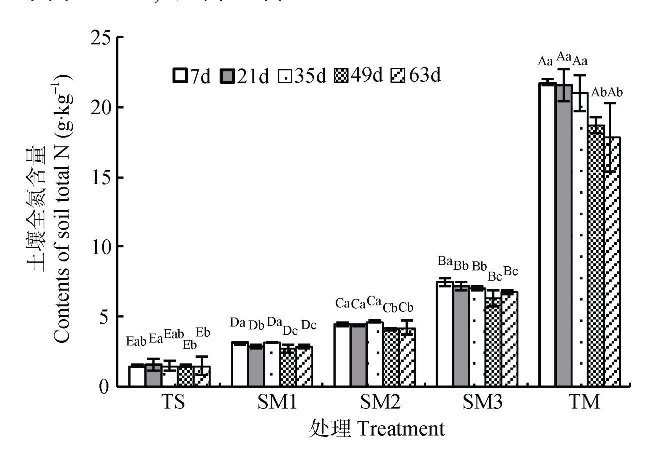


图 3　添加不同比例菌渣后不同时间水稻土全氮含量的变化

Fig. 3　Changes of total nitrogen contents in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣；SM1：水稻土：蘑菇菌渣=10：1；SM2：水稻土：蘑菇菌渣=5：1；SM3：水稻土：蘑菇菌渣=2：1；TM：全部为蘑菇菌渣。不同小写字母和大写字母分别表示同一处理不同时间段间和同一时间段不同处理间差异达显著水平(P<0.05)。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10∶1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5∶1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2∶1; TM: all is spent mushroom substrate. Different small letters and capital letters indicate significant difference among different times for the same treatment and different treatments at the same time, respectively, at 0.05 level.

2.4　添加不同比例菌渣后土壤氮分解残留率

氮分解残留率是指有机物料中的有机氮矿化分解一定时间后的残留率[33]。如图 4 所示，在同一培养时间，添加菌渣越多，土壤氮分解残留率越高，土壤氮分解残留率具体表现为：TM>SM3>SM2>SM1>TS，且在同一时间，不同处理间氮分解残留率均达到显著差异。

由图 4 可以看出，添加不同比例菌渣后，经过 63 d 的培养，氮的分解趋势与有机碳大体相同，不同处理中氮的分解也是先经历相对快速分解阶段，之后进入相对缓慢分解阶段。在培养第 7 d 时，SM1、SM2、SM3 和 TM 处理氮分解残留率分别为 7.17%、13.40%、27.05%和 91.36%；当培养第 63 d 时，SM1、SM2、SM3 和 TM 处理氮分解残留率分别为 6.28%、12.29%、23.87%和 73.70%。在 63 d 的培养后，不同处理菌渣氮的分解残留率与菌渣添加量呈极显著正相关(Y_N=74.039X–0.413 3, r^2=0.999 9**)。

2.5　添加不同比例菌渣后 CO_2 释放速率和释放量的变化

添加不同比例菌渣后，各处理土壤 CO_2 释放速率随培养时间的动态变化如图 5 所示。35 d 的培养期内，各处理土壤 CO_2 释放速率均表现为先增加后降低然后趋于稳定的趋势。菌渣用量越高，CO_2 释放速率越高，且各处理在第 7 d 时的 CO_2 释放速率最高，如 TM 处理在第 7 d 时为 67.23 mg(C)·kg^{-1}·d^{-1}，其次为 SM3 处理为 55.89 mg(C)·kg^{-1}·d^{-1}，且各处理在第 7 d 时 CO_2 释放速率与其他培养时间的 CO_2 释放速率差异显著(P<0.05)。各处理在第 14 d 时渐渐处于平稳下降的状态。各处理在各培养时间的 CO_2 释放速率大小为 TM>SM3>SM2>SM1>TS。

土壤有机碳累积矿化释放的 CO_2-C 量是在一定时间内土壤有机碳矿化为无机碳后所释放的 CO_2 数量(每千克干土释放的 CO_2-C 释放量计)，它是土壤有机碳矿化速率的表征之一[34]。总体表现为，各处理土壤 CO_2 的累积释放量呈前期增长快，后期增长慢的趋势(图 5)，与 CO_2 释放速率的变化规律相符合。经过 35 d 的培养，各处理土壤 CO_2 累积释放量大小顺序为 TM>SM3>SM2>SM1>TS，且各处理之间差异显著。添加菌渣各处理(TM、SM3、SM2、SM1)分别比 TS 处理土壤 CO_2 累积释放量高 8.9 倍、6.4 倍、3.5 倍和 2.0 倍。

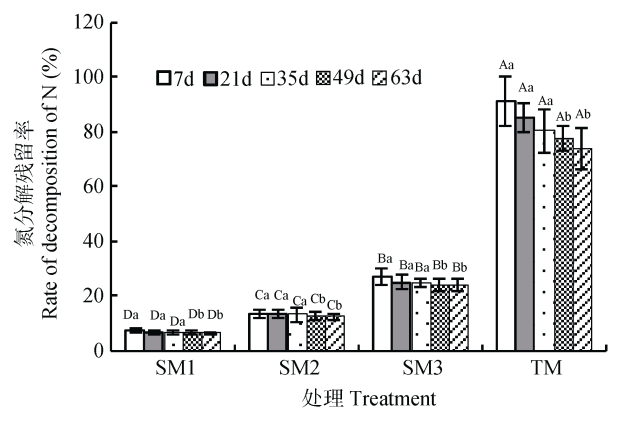


图 4　添加不同比例菌渣后不同时间水稻土氮的分解残留率的变化

Fig. 4　Changes of decomposition rates of nitrogen in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣；SM1：水稻土︰蘑菇菌渣=10︰1；SM2：水稻土︰蘑菇菌渣=5︰1；SM3：水稻土︰蘑菇菌渣=2︰1；TM：全部为蘑菇菌渣。不同小写字母和大写字母分别表示同一处理不同时间段间和同一时间段不同处理间差异达显著水平(P<0.05)。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10︰1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5︰1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2︰1; TM: all is spent mushroom substrate. Different small letters and capital letters indicate significant difference among different times for the same treatment and different treatments at the same time, respectively, at 0.05 level.

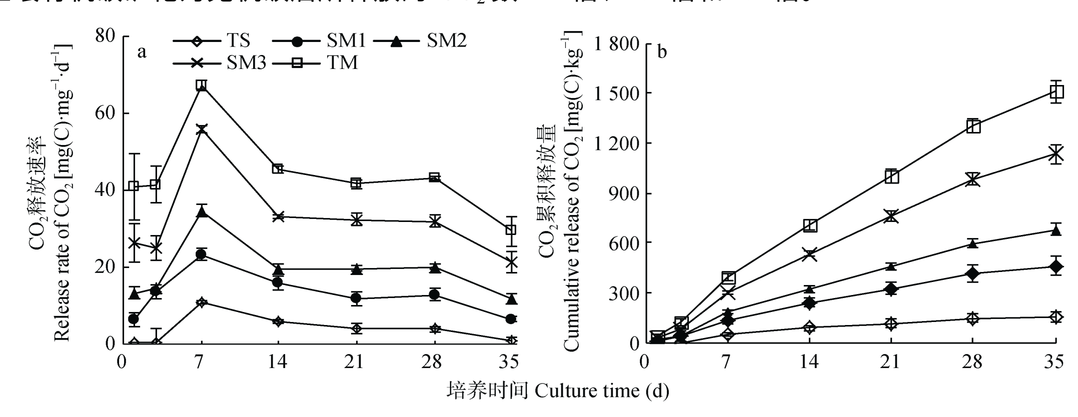


图 5　添加不同比例菌渣后不同时间水稻土 CO_2 释放速率(a)和累积释放量(b)的变化

Fig. 5　Changes of CO_2 release rates (a) and cumulative release rates (b) in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣处理；SM1：水稻土︰蘑菇菌渣=10︰1；SM2：水稻土︰蘑菇菌渣=5︰1；SM3：水稻土︰蘑菇菌渣=2︰1；TM：全部为蘑菇菌渣。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10︰1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5︰1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2︰1; TM: all is spent mushroom substrate.

2.6 添加不同比例菌渣后土壤有机碳矿化强度变化

土壤有机碳矿化强度(矿化率)为在一定时间内土壤 CO_2 累积释放量与土壤有机碳含量的比值[34-35]。从图 6 可以看出，经过 35 d 的培养，添加不同比例菌渣处理的土壤有机碳矿化强度很小，大部分有机碳被固定在土壤中。不同土渣比(SM1、SM2、SM3)的土壤有机碳矿化强度分别比 TS 处理高 57.61%、49.08%和 41.07%，且达到显著差异(P<0.05)，但 SM1、SM2、SM3 处理之间差异并不显著；而 TM 处理土壤有机碳矿化强度最小，且与其他处理差异显著。

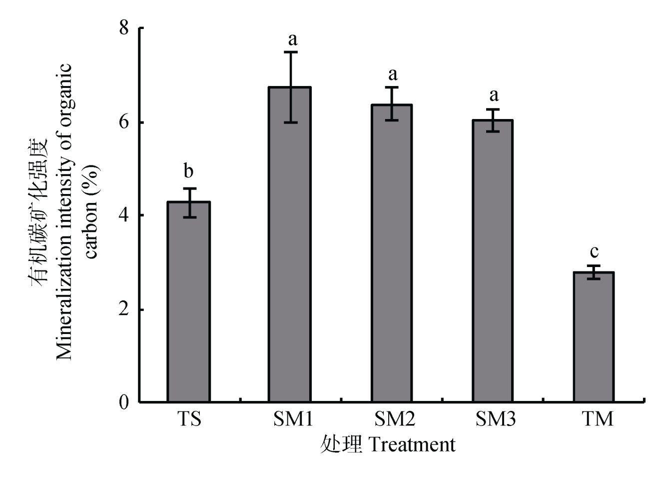


图 6 添加不同比例菌渣后不同时间水稻土的有机碳矿化强度

Fig. 6 Mineralization intensities of organic carbon in paddy soil after adding different proportions of spent mushroom substrates for different times

TS：不施用蘑菇菌渣；SM1：水稻土∶蘑菇菌渣=10∶1；SM2：水稻土∶蘑菇菌渣=5∶1；SM3：水稻土∶蘑菇菌渣=2∶1；TM：全部为蘑菇菌渣。不同小写字母表示不同处理间差异达显著水平(P<0.05)。TS: paddy soil without spent mushroom substrate; SM1: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 10∶1; SM2: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 5∶1; SM3: the ratio of paddy soil to spent mushroom substrate is 2∶1; TM: all is spent mushroom substrate. Different small letters indicate significant difference among treatments at 0.05 level.

3 讨论

3.1 菌渣在稻田土壤中的分解规律

有机物料的分解速率是评价有机物料在保持和改善土壤有机质状况、土壤肥力等方面所需的一项重要指标。它受有机物料的种类、化学组成、土壤类型和分解环境等多种因素影响[36]。探明有机肥料的分解规律，对科学地补偿和更新土壤有机质，制定合理的培肥措施等具有一定的理论和实际意义[28]。

当不同类型有机肥在等量施用时，由于其来自不同动、植物，所含有的碳、氮等元素成分质量并不相同，施用后也可能造成不同的土壤 CO_2 排放量和分解速率。如李传章[24]研究发现玉米秸秆分解速率最快，年分解率达到 74.53%；草炭分解最慢，年分解率仅为 28.31%，这可能与有机物料的性质及 C/N 差异有关，草炭本身性质稳定，最难分解。本研究发现，添加不同比例菌渣后，经过 63 d 的培养，不同处理有机碳和氮的分解是先有一个相对快速分解阶段，之后进入相对缓慢分解阶段。这主要是因为在分解前期菌渣中的可溶性有机物较多，加之菌渣还田为微生物提供了大量的碳源和能源，微生物数量增多，活性增强，随着腐解的进行，菌渣中可溶性有机物逐渐减少，且微生物活性随着有机物料的消耗而降低，菌渣的腐解也就随之变慢[37]。同样柳敏等[32]研究玉米秸秆和猪粪的分解进程发现，有机物料中有机碳和有机氮的分解进程与本研究一致。本研究还发现，有机碳的分解残留率稍微低于氮，这一方面是因为分解过程中碳的损失大于氮，另一方面是因为具有高 C/N 的物料在分解过程中可能发生自生固氮作用[36]。而柳敏等[32]证明秸秆和猪粪等有机物料中有机氮的矿化速率均明显低于有机碳，其有机氮的残留率远高于有机碳，猪粪处理分解缓慢，其 C/N 值接近土壤腐殖质的 C/N，约为 10，已完成其腐殖化过程，其有机碳的分解残留率远高于玉米秸秆处理。这说明，有机物料类型(不同 C/N 比)、不同气候类型、不同土壤性质都是影响有机碳和有机氮分解残留率不同的因素。

总体来说，本研究证明添加菌渣的分解速率比添加其他有机物料要慢。同样娄燕宏等[33]研究发现菌渣处理分解缓慢，其氮的分解残留率远高于鸡粪。菌渣处理分解缓慢的原因，一方面可能是由于易分解的氮在出菇的过程中已有一部分完成矿化分解；另一方面可能是高 C/N 的有机物料在分解过程中矿质氮可能重新被土壤微生物吸收，成为微生物固持的氮[32]。

3.2 添加菌渣后土壤 CO_2 的释放特征

土壤有机碳矿化是土壤有机碳循环的重要过程，是有机碳输出的重要途径，直接影响到土壤中养分元素释放与供应、CO_2 气体的排放等[34,37]。土壤有机碳矿化强度能反映土壤中有机质分解及土壤养分供应状况[37]。大量研究表明施用有机物料能够促进土壤中 CO_2 的释放[17-18]。

如戴万宏等[38]发现施用厩肥和秸秆的土壤 CO_2 释放量明显高于不施肥处理。李梦雅等[39]的研究表明，不同施肥处理红壤潜在有机碳矿化 CO_2-C 释放量的大小顺序为施有机肥>有机肥配合化肥>秸秆还田配合化肥>不施肥。施入秸秆和有机肥而导致的

CO_2 排放量的增加, 并不对大气 CO_2 升高有直接贡献, 相反可以增加土壤对碳的固定, 缓解土壤碳释放对大气 CO_2 浓度升高的影响[39]。本研究结果表明, 添加不同比例菌渣后在 35 d 的培养期内, 各处理土壤 CO_2 释放速率均表现出先增加后降低然后趋于稳定的趋势, 与前人研究的添加秸秆等结果类似[23,35,40-42]。这主要是因为添加菌渣后, 由于食用菌菌渣中富含蛋白质、氮磷钾、以及中、微量元素等主要营养元素, 还含有灰分、粗脂肪、粗蛋白、粗纤维和多种氨基酸等。菌渣作为外援有机物施入土壤, 为微生物提供易利用的营养物质和能源物质, 从而促进了土壤呼吸。在前期, 菌渣和土壤中易分解组分快速分解, 土壤有机碳的矿化速率和矿化量增长迅速, 但是随着培养时间的延长, 易分解组分被微生物利用殆尽, 开始转向利用较难分解组分, 矿化速率随之减缓, 有机碳分解量也相应下降。

添加不同比例菌渣培养 35 d 后, 土壤有机碳矿化强度均很小, 大部分有机碳被固定在土壤中, 其中 TM 处理有机碳矿化强度最小, 这说明还田菌渣越多, 被固定的碳越多, 这与秸秆还田效果类似[23]。

4　结论

在同一时间, 添加不同比例菌渣后均能提高土壤有机碳和全氮的含量, 且添加菌渣越多, 土壤有机碳和全氮含量越高, 土壤有机碳和全氮大小具体表现为: TM>SM3>SM2>SM1>TS, 有机碳、氮含量的提高量主要依赖于菌渣的添加量, 且在同一时间, 不同处理间土壤有机碳和全氮均达到差异显著水平。

总体来说, 各处理随培养时间的延长, 由于碳氮的分解, 有机碳、氮均有下降趋势。添加不同比例菌渣后, 经过 63 d 的培养, 不同处理有机碳和氮的分解是先有一个相对快速分解阶段, 之后进入相对缓慢分解阶段。在培养 63 d 后, 菌渣有机碳(Y_C)和氮(Y_N)的分解残留率与菌渣添加量(X)的关系式分别为: $Y_C=71.26X-0.607\,5$, $r^2=1.000\,0^{**}$和 $Y_N=74.039X-0.413\,3$, $r^2=0.999\,9^{**}$。各处理土壤 CO_2 释放速率均表现出先增后降然后趋于稳定趋势。菌渣用量越高, CO_2 释放速率越高, 各处理在不同培养时间 CO_2 释放速率均表现为 TM>SM3>SM2>SM1>TS。在第 7 d 时各处理 CO_2 释放速率最高, 在第 14 d 时渐渐处于平稳下降状态, 培养 35 d 后, 各处理土壤有机碳矿化强度很小, 大部分有机碳被固定在土壤中, 其中 TM 处理有机碳矿化强度最小, 还田菌渣越多, 被固定的碳也越多。

本研究是在室内、小样本、恒温培养条件下进行的, 而在大田条件下, 影响菌渣的分解及土壤 CO_2 释放的因素比较复杂, 因此还需要进一步验证。

参考文献　References

[1] 翁伯琦, 廖建华, 罗涛, 等. 发展农田秸秆菌业的技术集成与资源循环利用管理对策[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(5): 1007–1011
Weng B Q, Liao J H, Luo T, et al. Integrative technology of straw-edible fungi industry and management countermeasure for resource recycling utilization[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(5): 1007–1011

[2] Stewart D P C, Cameron K C, Cornforth I S. Effects of spent mushroom substrate on soil chemical conditions and plant growth in an intensive horticultural system: A comparison with inorganic fertiliser[J]. Australian Journal of Soil Research, 1998, 36(2): 185–198

[3] Phan C W, Sabaratnam V. Potential uses of spent mushroom substrate and its associated lignocellulosic enzymes[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2012, 96(4): 863–873

[4] Wang S X, Xu F, Li Z M, et al. The spent mushroom substrates of *Hypsizigus marmoreus* can be an effective component for growing the oyster mushroom *Pleurotus ostreatus*[J]. Scientia Horticulturae, 2015, 186: 217–222

[5] Kalembasa D, Becher M. Speciation of carbon and selected metals in spent mushroom substrates[J]. Journal of Elementology, 2012, 17(3): 409–419

[6] Adedokun O M, Orluchukwu J A. Pineapple: Organic production on soil amended with spent mushroom substrate[J]. Agriculture and Biology Journal of North America, 2013, 4(6): 590–593

[7] Medina E, Paredes C, Pérez-Murcia M D, et al. Spent mushroom substrates as component of growing media for germination and growth of horticultural plants[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(18): 4227–4232

[8] Sharma H S S, Furlan A, Lyons G. Comparative assessment of chelated spent mushroom substrates as casing material for the production of *Agaricus bisporus*[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1999, 52(3): 366–372

[9] Zhou Q, Gong W Q, Li Y B, et al. Biosorption of Methylene Blue onto spent corncob substrate: Kinetics, equilibrium and thermodynamic studies[J]. Water Science and Technology, 2011, 63(12): 2775–2780

[10] Ribas L C C, de Mendonça M M, Camelini C M, et al. Use of spent mushroom substrates from *Agaricus subrufescens* (syn. *A. blazei, A. brasiliensis*) and *Lentinula edodes* productions in the enrichment of a soil-based potting media for lettuce (*Lactuca sativa*) cultivation: Growth promotion and soil bioremediation[J]. Bioresource Technology, 2009, 100(20): 4750–4757

[11] Tam N V, Wang C H. Use of spent mushroom substrate and manure compost for honeydew melon seedlings[J]. Journal of Plant Growth Regulation, 2015, 34(2): 417–424

[12] Peregrina F, Larrieta C, Colina M, et al. Spent mushroom substrates influence soil quality and nitrogen availability in a semiarid vineyard soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 2012, 76(5): 1655–1666

[13] René M, Rémi C. Long-term additions of organic amendments in a Loire valley vineyard. Ⅰ. Effects on properties of a calcareous sandy soil[J]. American Journal of Enology and Viticulture, 2008, 59(4): 353–363

[14] 栗方亮, 王煌平, 张青, 等. 稻田施用菌渣土壤团聚体的组成及评价[J]. 生态与农村环境学报, 2015, 31(3): 340–345
Li F L, Wang H P, Zhang Q, et al. Effect of application of mushroom residue on composition of soil aggregates in paddy field and its evaluation[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2015, 31(3): 340–345

[15] Zhang Y, Li C S, Zhou X J, et al. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture[J]. Ecological Modelling, 2002, 151(1): 75–108

[16] Carlisle E A, Steenwerth K L, Smart D R. Effects of land use on soil respiration: Conversion of oak woodlands to vineyards[J]. Journal of Environmental Quality, 2006, 35(4): 1396–1404

[17] Ding W X, Meng L, Yin Y F, et al. CO_2 emission in an intensively cultivated loam as affected by long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2007, 39(2): 669–679

[18] Singh K P, Ghoshal N, Singh S. Soil carbon dioxide flux, carbon sequestration and crop productivity in a tropical dryland agroecosystem: Influence of organic inputs of varying resource quality[J]. Applied Soil Ecology, 2009, 42(3): 243–253

[19] Priha O, Smolande A. Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of scots pine sapling stands[J]. Biology and Fertility of Soils, 1994, 17(4): 301–308

[20] Xiao Y, Xie G D, Lu C X, et al. The value of gas exchange as a service by rice paddies in suburban Shanghai, PR China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2005, 109(3/4): 273–283

[21] Zheng J F, Zhang X H, Li L Q, et al. Effect of long-term fertilization on C mineralization and production of CH_4 and CO_2 under anaerobic incubation from bulk samples and particle size fractions of a typical paddy soil[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2007, 120(2/4): 129–138

[22] Mariscal-Sancho I, Santano J, Mendiola M Á, et al. Carbon dioxide emission rates and β-Glucosidase activity in Mediterranean ultisols under different soil management[J]. Soil Science, 2010, 175(9): 453–460

[23] 强学彩, 袁红莉, 高旺盛. 秸秆还田量对土壤 CO_2 释放和土壤微生物量的影响[J]. 应用生态学报, 2004, 15(3): 469–472
Qiang X C, Yuan H L, Gao W S. Effect of crop-residue incorporation on soil CO_2 emission and soil microbial biomass[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(3): 469–472

[24] 李传章. 不同有机肥分解转化特性及土壤培肥效果的研究[D]. 南宁: 广西大学, 2012
Li C Z. The research on decomposition properties of different organic fertilizer and effect of increasing soil fertility[D]. Nanning: Guangxi University, 2012

[25] 严红, 魏湜, 张雷, 等. 有机物料施用量对土壤 CO_2 排放速率的影响[J]. 大连大学学报, 2005, 26(4): 46–50
Yan H, Wei S, Zhang L, et al. Influence of organic material amount on CO_2 released rate from the soil[J]. Journal of Dalian University, 2005, 26(4): 46–50

[26] Medina E, Paredes C, Bustamante M A, et al. Relationships between soil physico-chemical, chemical and biological properties in a soil amended with spent mushroom substrate[J]. Geoderma, 2012, 173–174: 152–161

[27] Steenwerth K L, Pierce D L, Carlisle E A, et al. A vineyard agroecosystem: Disturbance and precipitation affect soil respiration under Mediterranean conditions[J]. Soil Science Society of America Journal, 2010, 74(1): 231–239

[28] 迟凤琴, 匡恩俊, 宿庆瑞, 等. 不同还田方式下有机物料有机碳分解规律研究[J]. 东北农业大学学报, 2010, 41(2): 60–65
Chi F Q, Kuang E J, Su Q R, et al. Study on organic carbon decomposition regularity of organic materials in different incorporation methods[J]. Journal of Northeast Agricultural University, 2010, 41(2): 60–65

[29] Galantini J, Rosell R. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils[J]. Soil and Tillage Research, 2006, 87(1): 72–79

[30] 李忠佩, 吴晓晨, 陈碧云. 不同利用方式下土壤有机碳转化及微生物群落功能多样性变化[J]. 中国农业科学, 2007, 40(8): 1712–1721
Li Z P, Wu X C, Chen B Y. Changes in transformation of soil organic carbon and functional diversity of soil microbial community under different land use patterns[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2007, 40(8): 1712–1721

[31] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000
Lu R K. Analytical Methods for Soil and Agricultural Chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 2000

[32] 柳敏, 张璐, 宇万太, 等. 有机物料中有机碳和有机氮的分解进程及分解残留率[J]. 应用生态学报, 2007, 18(11): 2503–2506
Liu M, Zhang L, Yu W T, et al. Decomposition process and residual rate of organic materials C and N in soils[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(11): 2503–2506

[33] 娄燕宏, 诸葛玉平, 魏猛, 等. 外源有机物料对土壤氮矿化的影响[J]. 土壤通报, 2009, 40(2): 315–320
Lou Y H, Zhuge Y P, Wei M, et al. Effect of extraneous organic materials on the mineralization of nitrogen in soil[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2009, 40(2): 315–320

[34] 李顺姬, 邱莉萍, 张兴昌. 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系[J]. 生态学报, 2010, 30(5): 1217–1226
Li S J, Qiu L P, Zhang X C. Mineralization of soil organic

carbon and its relations with soil physical and chemical properties on the Loess Plateau[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(5): 1217–1226

[35] 张杰，黄金生，刘佳，等．秸秆、木质素及其生物炭对潮土 CO_2 释放及有机碳含量的影响[J]．农业环境科学学报, 2015, 34(2): 401–408
Zhang J, Huang J S, Liu J, et al. Carbon dioxide emissions and organic carbon contents of fluvo-aquic soil as influenced by straw and lignin and their biochars[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(2): 401–408

[36] 任秋容．菌渣还田腐解特性及其对土壤养分和作物产量的影响研究[D]．雅安：四川农业大学, 2009
Ren Q R. Study on decomposition characteristics of mushroom residue returning to soil and its effect on soil nutrient and crop yield[D]. Ya'an: Sichuan Agricultural University, 2009

[37] 李忠佩，张桃林，陈碧云．可溶性有机碳的含量动态及其与土壤有机碳矿化的关系[J]．土壤学报，2004，41(4): 544–552
Li Z P, Zhang T L, Chen B Y. Dynamics of soluble organic carbon and its relation to mineralization of soil organic carbon[J]. Acta Pedologica Sinica, 2004, 41(4): 544–552

[38] 戴万宏，刘军，王益权，等．不同培肥措施下土壤 CO_2 释放及其动力学研究[J]．植物营养与肥料学报，2002，8(3): 292–297
Dai W H, Liu J, Wang Y Q, et al. Study on CO_2 emissions and its kinetics of soils with different fertilization systems[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2002, 8(3): 292–297

[39] 李梦雅，王伯仁，徐明岗，等．长期施肥对红壤有机碳矿化及微生物活性的影响[J]．核农学报, 2009, 23(6): 1043–1049
Li M Y, Wang B R, Xu M G, et al. Effect of long-term fertilization on mineralization of organic carbon and microbial activity in red soil[J]. Journal of Nuclear Agricultural Sciences, 2009, 23(6): 1043–1049

[40] Kemmitt S J, Lanyon C V, Waite I S, et al. Mineralization of native soil organic matter is not regulated by the size, activity or composition of the soil microbial biomass — a new perspective[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2008, 40(1): 61–73

[41] West T O, Marland G. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2002, 91(1/2/3): 217–232

[42] Mohamad R S, Verrastro V, Bitar L A, et al. Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems[J]. Soil Research, 2016, 54(2): 173–181